Environnement
Canada

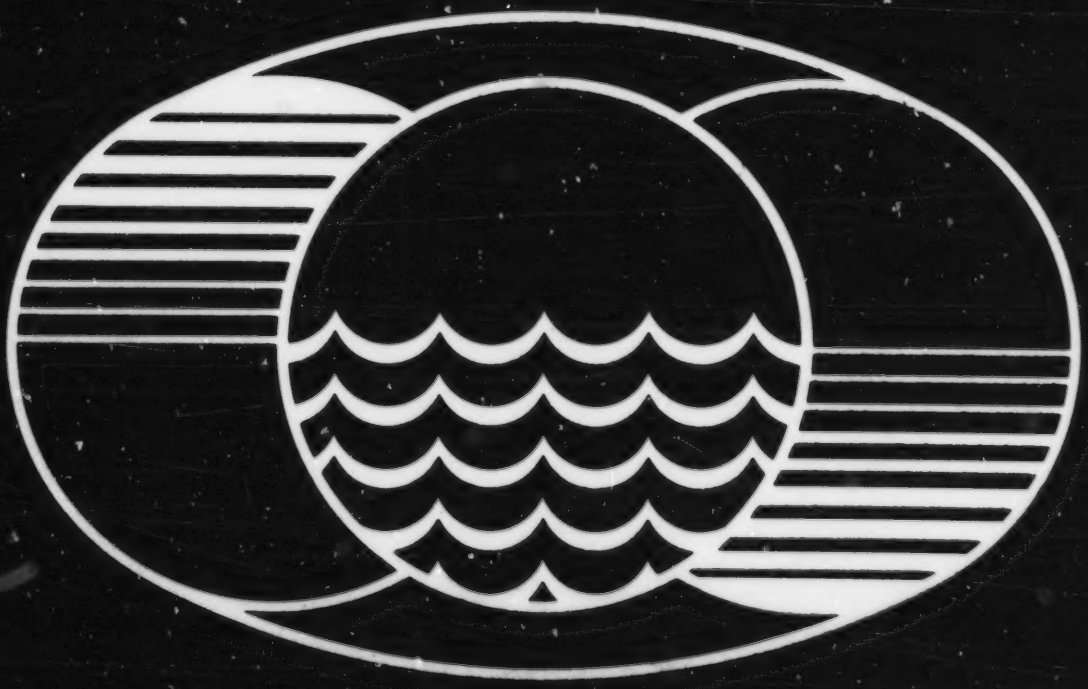
Service de la
protection de
l'environnement
Region du Quebec

Environment
Canada

Environmental
Protection
Service
Quebec Region

Pour une meilleure qualité
de l'environnement

For a better
environmental quality



RECHERCHE MÉTHODOLOGIQUE D'ESSAIS BIOLOGIQUES SIMPLES ET RAPIDES POUR MESURER LA TOXICITÉ DES SÉDIMENTS MARINS DRAGUÉS

Rapport final

R. Van Coillie*, Y. St-Jacques*
N. Bermingham* et C. Thellen**

Novembre 1984

* Environnement Canada
Service de la Protection de l'Environnement
Région du Québec
1550 boulevard de Maisonneuve Ouest
Montréal (Québec) H3G 1N2

** Institut National de la Recherche Scientifique
Université du Québec
2700, rue Einstein
Sainte-Foy (Québec) G1V 4C7

RÉSUMÉ

Les sédiments marins dragués à proximité des ports et des agglomérations contiennent souvent des contaminants en concentrations excessives; en conséquence, leur immersion peut constituer un risque pour la faune et la flore. L'évaluation de ce risque exige non seulement l'analyse chimique des sédiments à draguer, mais aussi la mesure de leur écotoxicité. Or, les essais biologiques permettant de mesurer cette écotoxicité exigent des longues durées (un à six mois), des installations complexes et/ou des sédiments extrêmement toxiques.

Afin de pouvoir effectuer des essais biologiques plus simples et plus rapides, comme le souhaitent les gestionnaires de l'environnement, nous avons envisagé les procédés d'élutriation, de lixiviation et de diffusion.

Seul le procédé de lixiviation a permis, en reproduisant des conditions représentatives du milieu, de mesurer l'écotoxicité de sédiments provenant surtout du port d'Halifax. Ces sédiments contenaient des métaux lourds, des cyanures, des huiles et des BPC. Au cours de ce procédé, qui a duré 24 heures, nous avons utilisé un mélange sédiments-eau dans une proportion de 1:10 et obtenu un lixiviat ayant des teneurs en métaux lourds et en huiles plus élevées que les normes de qualité du milieu marin.

Nous avons mesuré l'écotoxicité du lixiviat à trois niveaux, soit l'écotoxicité létale, sublétale et chronique, lesquels correspondent à trois niveaux de protection environnementale dans une "spirale d'écotoxicité".

Aucun effet létal ne fut observé chez les moules Mytilus edulis après quinze (15) jours d'exposition au lixiviat. Le lixiviat avait toutefois un effet sublétal sur les diatomées Thalassiosira pseudonana, inhibant faiblement leur croissance pendant huit (8) jours; cet effet ne pouvait être discerné qu'après avoir fait le décompte de la stimulation de croissance imputable aux NO_3^- et NH_4^+ contenus dans les sédiments du lixiviat. Par ailleurs, on n'obtint aucune indication avec deux autres essais biologiques plus rapides en vue d'établir la sublétalité, à savoir celui de la bioluminescence (5 minutes) des bactéries Photobacterium phosphoreum et celui de la mobilité (24 heures) des microcrustacés Artemia salina. Par contre, le potentiel de toxicité chronique du lixiviat a été mis en évidence au moyen de deux essais biologiques relativement simples et rapides; en effet, on a observé une mutagénicité chez les bactéries Salmonella typhimurium en trois jours et un début de bioaccumulation des métaux lourds après sept jours chez les moules Mytilus edulis.

RÉSUMÉ
(suite)

Bref, sauf dans le cas de sédiments extrêmement contaminés, la biodisponibilité des contaminants dans les sédiments marins à draguer est faible et leur effet écotoxique est lent. Malgré ceci, leur potentiel d'écotoxicité chronique et le début de leur effet sublétal se sont révélés décelables au moyen d'essais biologiques simples et rapides (8 jours) après lixiviation.

SUMMARY

Marine sediments dredged in the vicinity of harbours and urban areas often contain contaminants in excessive concentrations. Dumping these sediments in the ocean can therefore represent a threat to aquatic life. The evaluation of this threat requires a chemical analysis of sediments to be dredged, as well as a measure of their ecotoxicity. The bioassays available for this evaluation require time (from one to six months) and complex experiences, or can only detect toxicity at very high levels.

In an effort to formulate simpler and faster bioassays, as required by environmental managers, three procedures have been evaluated in this report : elutriation, lixiviation and diffusion.

Only the lixiviation bioassay permitted a measurement of the toxicity of sediments dredged mostly from the Halifax harbour, while recreating representative conditions. These sediments contained heavy metals, cyanides, oils and PCBs. In the course of the bioassay, which lasted 24 hours, a mixture of sediments and water in a ratio of 1:10 was used and the lixiviate obtained had a higher dissolved content of heavy metals and oils than allowed by sea water quality norms.

The ecotoxicity of the lixiviate was measured at three levels, lethal, sublethal and chronic, corresponding to three levels of environmental protection in an "ecotoxicity spiral".

No lethal effect was observed on Mytilus edulis mussels after 15 days of exposure to the lixiviate. The lixiviate had a sublethal effect on Thallassiosira pseudonana diatoms, slightly inhibiting their growth during eight days; this latter effect could only be detected after having discounted growth stimulation owed to NO_3^- and NH_4^+ contained in the lixiviate sediments. However, no indication was obtained with two other faster bioassays to determine sublethality, i.e. bioluminescence (5 minutes) of Photobacterium phosphoreum bacteria and mobility (24 hours) of Artemia salina microcrustaceans. Despite that, the chronic toxicity potential of the lixiviate was evidenced through two relatively simple and quick bioassays. Mutagenicity was observed on Salmonella typhimurium bacteria after three days and an incipient bioaccumulation of heavy metals was observed after seven days on Mytilus edulis mussels.

In summary, except in the case of highly contaminated sediments, there is little bioavailability of contaminants in the sediments to be dredged and their ecotoxicity effect is slow. However, their chronic ecotoxicity potential and their incipient sublethal effect were detectable through simple and quick bioassays (8 days) after lixiviation.

TABLE DES MATIÈRES

		Page
1.	INTRODUCTION	1
2.	PROBLÉMATIQUE	2
3.	PROVENANCE ET ANALYSE DES SÉDIMENTS	6
4.	LIXIVIATION DES SÉDIMENTS	9
5.	ÉCOTOXICITÉ DU LIXIVIAT DES SÉDIMENTS	10
6.	DISCUSSION	19
7.	REMARQUES	25
8.	CONCLUSION	28
9.	RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	29

LISTE DES TABLEAUX

		Page
1.	Normes canadiennes relatives aux contaminants dans les sédiments marins de dragage	2
2.	Revue des principaux types d'essais biologiques faits avec des sédiments marins	3
3.	Caractéristiques physico-chimiques des sédiments testés	8
4.	Caractéristiques physico-chimiques des lixiviats des sédiments testés	11
5.	Trois niveaux de protection environnementale pour l'écotoxicité aquatique	13
6.	Programme des essais biologiques effectués pour mesurer l'écotoxicité du lixiviat des sédiments testés	15-18
7.	Écotoxicité constatée du lixiviat des sédiments testés	20-22

LISTE DES FIGURES

Page

1. Spirale de l'écotoxicité 14

1. INTRODUCTION

Les activités de dragage essentielles à la circulation navale déplacent près de 20 millions de m^3 de sédiments par année le long des côtes canadiennes (Levings, 1983). Dans plusieurs cas, les sédiments dragués se trouvent à proximité de ports et d'agglomérations industrielles et contiennent alors plusieurs contaminants résultant de l'activité humaine. Par exemple, au port d'Halifax, on drague annuellement de 15 000 à 30 000 m^3 de sédiments qui contiennent notamment en moyenne 425 mg/kg de Pb et 1320 mg/kg de BPC (Levings, 1983).

Lorsque ces sédiments, une fois dragués, sont rejetés à la mer, les contaminants qu'ils renferment risquent de nuire à la faune et la flore dans le voisinage du lieu de rejet.

Ce risque préoccupe les gestionnaires de l'environnement qui ont besoin, pour l'évaluer, de données déterminantes acquises au moyen de méthodes relativement rapides et simples.

2. PROBLÉMATIQUE

Pour répondre à ce besoin, il existe deux solutions complémentaires : l'analyse des principaux contaminants présents dans les sédiments à draguer et des essais biologiques mesurant la toxicité de ces sédiments.

La première est couramment appliquée et des normes de qualité sont en vigueur depuis 1975 au Canada (voir tableau 1).

Par contre, la seconde s'avère plus complexe et a fait l'objet de divers types d'expérimentation (voir tableau 2).

TABLEAU 1

NORMES CANADIENNES RELATIVES AUX CONTAMINANTS DANS LES SÉDIMENTS MARINS DE DRAGAGE*

CONTAMINANTS	NORMES* (en mg/kg en poids sec)
a) Substances interdites	
. Organochlorés	
BPC	0,05
Chlordane	"
DDT et dérivés	"
Dieldrine et analogues	"
HCB	"
Autres	"
. Métaux lourds	
Cadmium	0,6
Mercure	0,75
. Huiles et graisses	10,0
b) Substances réglementées	
. Métaux lourds	
Chrome	100
Cuivre	48
Nickel	55
Plomb	20
Zinc	80
. Autres inorganiques	
Arsenic	3
Cyanures	0,1

* Source : Environnement Canada, 1975

TABLEAU 2

REVUE DES PRINCIPAUX TYPES D'ESSAIS BIOLOGIQUES FAITS AVEC DES SÉDIMENTS MARINS

PARAMÈTRES ÉTUDIÉS	ORGANISMES TESTÉS	DURÉES DES TESTS	RÉFÉRENCES
a) Bioaccumulation			
Bioaccumulation de BPC ajoutés à des sédiments	Ver : Nereis deversicolor	60 jours	Elder et coll., 1979
Bioaccumulation de BPC combinés à des sédiments	Ver : Nereis virens	32 jours	McLeese et coll., 1980
Bioaccumulation de BPC des sédiments du port d'Halifax (N.B. : leurs métaux lourds n'étaient guère accumulés)	Bivalve : Macoma balthica (tissus mous)	32 jours	EPS, 1980
Bioaccumulation de Cd des sédiments proches de Dalhousie, Nouveau-Brunswick	Bivalve : Macoma balthica (tissus durs)	20 jours	MacLaren Marex, 1980
Bioaccumulation de BPC, Hg, Pb, des sédiments du port de Vancouver	Bivalves : Macoma balthica et Mytilus edulis (tissus mous)	30 jours 60 jours	McGreer et coll., 1981 McGreer et Reid, 1983
Bioaccumulation de BPC ajoutés à des sédiments	Crevette : Crangon septemspinosa	32 jours	McLeese et coll., 1980
b) Létalité			
Létalité faible des sédiments du port d'Halifax	Bivalve : Macoma balthica	32 jours	EPS, 1980
Létalité de sédiments auxquels 8 organo-chlorés étaient ajoutés	Crevette : Crangon septemspinosa	4 jours	McLeese et Metcalfe, 1980

TABLEAU 2

REVUE DES PRINCIPAUX TYPES D'ESSAIS BIOLOGIQUES FAITS AVEC DES SÉDIMENTS MARINS

(suite)

PARAMÈTRES ÉTUDIÉS	ORGANISMES TESTÉS	DURÉES DES TESTS	RÉFÉRENCES
Létalité de sédiments du port de Baltimore	Poisson : *Fundulus heteroclitus*	1 jour	Tsai et coll., 1979
Létalité des suspensions de sédiments provenant d'une drague à Puget Sound, Washington	Poisson : *Oncorhynchus keta*	4-7 jours	Smith, 1978
Létalité des suspensions de sédiments en concentrations élevées	Divers : bivalve, crevette, crabe, poissons	2-7 jours	Peddicord et McFarland, 1978
Létalité après lixiviation des sédiments proches des rejets d'une usine de pâtes et papiers à Inlet Albertini, Colombie-Britannique	Crevette : *Crangon septemspinosa*	2-4 jours	EVS Consultants, 1977
c) Sublétalité			
Enfouissement dans des sédiments de l'estuaire du fleuve Fraser et du port de Vancouver	Bivalve : *Macoma balthica*	2 jours	McGreer, 1979 McGreer et coll., 1981
Évitement pour des sédiments contaminés en suspension	Poisson : *Clupea harengus*	1 jour	Wildish et coll., 1977
Consommation d'oxygène en présence de sédiments contaminés	Poisson : *Morone saxatibilis*	1 jour	O'Connor et coll., 1977

Si l'on considère les divers essais biologiques qui ont été effectués avec des sédiments marins, on constate que, de façon générale, ils exigent de longs délais et/ou des installations spéciales. Des essais biologiques plus rapides et/ou plus simples sont souhaités par les gestionnaires de l'environnement pour mesurer la toxicité des sédiments marins.

En vue de répondre à cette attente, on peut faire appel à des procédés de laboratoire qui activent à court terme des phénomènes survenant à plus long terme dans le milieu. Trois possibilités sont offertes.

i) L'élutriation consiste à mélanger vigoureusement les sédiments avec de l'eau pendant 30 minutes (proportion 1:4; actuellement, on tend vers 1:20 selon Rochon, 1984), à laisser décanter durant 60 minutes et à recueillir l'élutriat (phase aqueuse à filtrer) pour des tests de toxicité (U.S. Army Corps of Engineers, 1976). Cette méthode vise à simuler un déversement de sédiments pris par une drague suceuse. En eau douce, elle favorise une libération et ainsi une biodisponibilité des métaux lourds et des organochlorés présents dans les sédiments. Par contre, en milieu marin, ceci ne semble pas survenir (EPS, 1976) sauf à pH très basiques, tels que le pH 10 pour le mercure (Murakami et Tokeishi, 1977) ou à des pH très acides, tels que les pH 2-3 pour les autres métaux lourds (Levings, 1983). Ces pH n'étant guère représentatifs pour des études environnementales, la méthode d'élutriation est peu recommandée pour les sédiments marins.

ii) Pour la lixiviation, on mélange également les sédiments et l'eau, mais les conditions sont moins sévères que pour l'élutriation : proportion similaire pour les sédiments et

l'eau (1:4 à 1:20) mais agitation plus modérée (trois rotations par minute) et durée plus longue (quelques heures à quelques jours) (WIC, 1981; Côté et Constable, 1982). Après décantation, le lixiviat (phase aqueuse) contient généralement une partie appréciable des contaminants qui étaient associés aux sédiments et fait alors l'objet de tests de toxicité.

iii) La diffusion des sédiments en suspension dans des bacs peut également être une façon d'étudier les effets de l'immersion de sédiments en considérant les conditions de courant. Pour obtenir cette diffusion, on utilise un courant continu (0,2 l/min) en circuit fermé avec des suspensions de sédiments en proportion 1:4 à 1:20 (Thellen et coll., 1984).

En optant pour les procédés par lixiviation et par diffusion, on peut escompter activer la libération des contaminants contenus dans les sédiments et, subséquemment, leur écotoxicité et ainsi simuler en peu de temps des libérations et des écotoxicités analogues à celles qui surviendraient lors des dragage, charriage, immersion et diffusion des sédiments marins.

3. PROVENANCE ET ANALYSE DES SÉDIMENTS

Pour expérimenter les deux solutions retenues dans la problématique, il fallait d'abord disposer de sédiments marins suffisamment contaminés. On a d'abord choisi ceux du port d'Halifax vu que des analyses faites en 1982 avaient montré que leurs teneurs en métaux lourds, en huiles et en BPC étaient très élevées (Levings, 1983). Ils ont été prélevés le 15 novembre 1983 à 10 m de la jetée n° 2 du port, à une profondeur inférieure à 20 m; 10 kg furent recueillis avec une benne Ponar.

Immédiatement après leur prélèvement, les sédiments furent placés et congelés dans des sacs en plastique pour envoi ultérieur au laboratoire.

Leur analyse physico-chimique a été faite selon des techniques courantes :

eau	séchage à 80°C pendant 24 heures
huiles et graisses	EPA, 1979
C organique	APHA et coll., 1980
métaux lourds	BEST, 1981 et contrôles - standards**
mercure	BEST, 1979
cyanure	APHA et coll., 1980
BPC* et autres organochlorés	BEST, 1980 et contrôles - standards**
granulométrie	Walton, 1980

Les résultats de cette analyse sont exposés au tableau 3. Ils indiquent que les sédiments recueillis avaient, par rapport aux normes précitées (voir tableau 1), des teneurs nettement excessives en métaux lourds (sauf Cr), en cyanures et en huiles et pouvaient de ce fait être considérés comme très contaminés bien que leurs concentrations en organochlorés soient inférieures à ces normes (sauf pour les BPC en teneurs quelque peu élevées).

Ces sédiments avaient une texture essentiellement limoneuse et un pourcentage appréciable de carbone organique; ces deux facteurs favorisent l'adsorption des contaminants (Levings, 1983).

---

* BPC analysés : Arochlore 1254 et 1260.

** Les contrôles avec des standards ont permis de vérifier la fiabilité des résultats : la variation moyenne obtenue ne dépassait pas 12%.

TABLEAU 3

CARACTÉRISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DES SÉDIMENTS TESTÉS

Paramètres	Concentrations (en mg/kg en poids sec) Proportions (en pourcentages)
Eau	55 %
Métaux lourds :	
Cd	4
Cr	44
Cu	150
Hg	2
Pb	560
Zn	610
Cyanures	4
C organique	4 %
Huiles et graisses	730
Organochlorés :	
BPC	0,16
Chlordane	$< 35,0 \times 10^{-3}$
DDT	< 35,0 "
HCB	< 10,0 "
Granulométrie :	
Sable grossier (0,25 µm)	0 %
Sable fin (0,06 - 0,25 µm)	7 %
Limon (0,002 - 0,06 µm)	70 %
Argile (0,002 µm)	23 %

N.B. : Analyses faites en triplicata

Leur cinétique de sédimentation a été examinée en vue d'évaluer à quelle vitesse ils se déposeraient et se disperseraient en fonction des courants après avoir été dragués et immergés. Pour cela, on mélangea sédiments et eau en proportion 1:25 dans un cylindre d'un litre et, après une agitation destinée à assurer l'homogénéité de la suspension, on préleva des échantillons de 25 ml aux 3/10èmes du cylindre à différents intervalles de temps : la concentration de solides en suspension dans ces échantillons était ensuite déterminée après séchage de 24 h à 100° C. Ce test indiqua que les sédiments s'étaient vite déposés (96, 98 et 99,5% après respectivement 1, 4 et 24 heures).

4. LIXIVIATION DES SÉDIMENTS

Le procédé de lixiviation décrit plus haut (voir paragraphe 2) a été appliqué dans les conditions suivantes :

- Proportion sédiments-eau : 1:10

- Eau de mer synthétique : formulation commerciale "Forty Fathoms" dissoute dans de l'eau déminéralisée à raison de 33 g/l pour obtenir une salinité de 2,7± 0,05% avec pH 7,5± 0,3 et ensuite "maturée" pendant 24 heures avec une lente agitation; mentionnons ici que, dans le contexte de la recherche d'une méthode simple et standardisable, l'emploi d'une eau marine synthétique est plus commode et adéquat que le pompage, le transport et la préservation d'une eau marine prise à un site;

- Mélange par agitation rotative : 3 révolutions par minute

- Aucun ajustement de pH

. Durée : 24 heures

. Filtration (0,45 µm) finale du lixiviat

Suite à la lixiviation, la composition chimique des sédiments du port d'Halifax avait changé. Leurs teneurs en cyanures, en C organique et en huiles avaient diminué respectivement 2, 4 et 7 fois. Par contre, leurs teneurs en métaux lourds et en organochlorés restaient relativement les mêmes (15% de variation).

L'eau du lixiviat, analysée au moyen de techniques courantes (les références à ce sujet correspondent à celles citées au paragraphe 3), contenait plusieurs des contaminants présents dans les sédiments. Sa qualité ne respectait pas les normes propices à la vie aquatique marine, notamment pour les métaux lourds globalement et les huiles, tel qu'indiqué au tableau 4.

On pouvait donc s'attendre à ce que le lixiviat des sédiments du port d'Halifax occasionne une écotoxicité.

5. ÉCOTOXICITÉ DU LIXIVIAT DES SÉDIMENTS

Pour tester l'écotoxicité d'un rejet en milieu aquatique, une multitude d'essais biologiques sont proposés. De façon générale, le choix des essais biologiques est fondé sur les exigences suivantes : représentativité des organismes, sensibilité, simplicité des tests, rapidité des réponses, "reproductibilité" des résultats et coût raisonnable.

Aucun essai biologique ne pouvant satisfaire à toutes ces exigences à la fois, on préconise de plus en plus la combinaison de quelques essais biologiques de type différent. En outre,

TABLEAU 4

CARACTÉRISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES
DES LIXIVIATS DES SÉDIMENTS TESTÉS

Paramètres	Concentrations (en mg/l)	Normes de qualité pour la vie aquatique marine* (en mg/l)
Métaux lourds :		
Cd	0,06	0,005
Cr	0,05	0,005
Cu	0,10	0,05
Hg	0,001	0,0001
Pb	0,35	0,05
Zn	0,28	0,10
Cyanures	0,003	0,005
Huiles et graisses	190	0,01 à 0,1
Organochlorés :		
BPC	$< 0,09 \times 10^{-3}$	$0,001 \times 10^{-3}$
Chlordane	$< 0,02 \times 10^{-3}$	$0,004 \times 10^{-3}$
DDT	$< 0,005 \times 10^{-3}$	$0,001 \times 10^{-3}$
HCB	$< 0,005 \times 10^{-3}$	$0,004 \times 10^{-3}$
Salinité	2,9 ‰	
pH	8,1	6,5 à 8,5
NH_4^+	8	0,2 à 4 à pH 8
NO_3^-	146	1 à 10
PO_4^{---}	0,01	0,01 à 0,2
DCO	996	8

* Source : McNeely et coll., 1980 (Environnement Canada)

N.B. : Analyses faites en triplicata

lorsqu'on choisit ceux-ci, il est possible de tenir compte des niveaux écologiques considérés (producteurs, micro ou macro-consommateurs, transformateurs) et du genre d'informations recherchées (toxicité létale, sublétale ou chronique, bio-accumulation ou biodégradabilité de contaminants, etc.).

Lors du choix des essais biologiques à partir des différents facteurs énoncés, il faut adopter une démarche cohérente afin de pouvoir en intégrer les résultats. Pour une telle démarche, nous suggérons une évaluation basée sur trois niveaux de protection environnementale (Van Coillie et coll., 1984). Ces niveaux sont brièvement décrits au tableau 5.

L'évolution de l'écotoxicité entre ces trois niveaux de protection environnementale peut être représentée sous forme d'une spirale s'ouvrant progressivement à chaque niveau, comme le montre la figure 1.

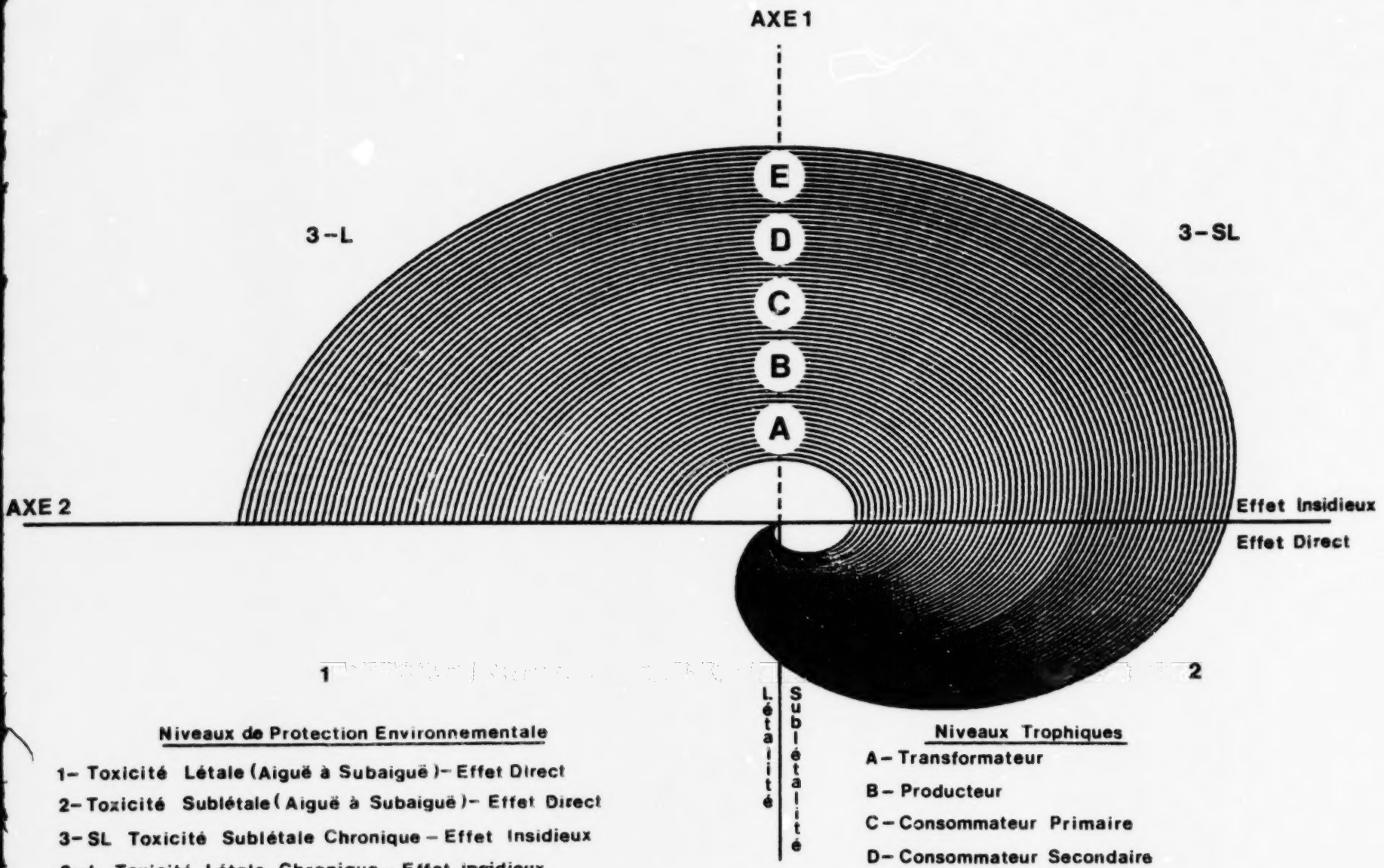
Sur celle-ci, les trois niveaux de protection environnementale sont distincts en fonction de deux axes. Le premier axe sépare les effets létaux et sublétaux, tandis que le second différencie les effets directs ayant des manifestations toxiques aiguës à subaiguës, des effets insidieux menant à des manifestations toxiques chroniques. Ces répartitions concernent chacun des cinq niveaux trophiques des écosystèmes aquatiques.

L'application de cette conceptualisation pour évaluer l'écotoxicité du lixiviat des sédiments marins considérés est brièvement exposée au tableau 6.

TABLEAU 5

TROIS NIVEAUX DE PROTECTION ENVIRONNEMENTALE POUR L'ÉCOTOXICITÉ AQUATIQUE

NIVEAUX CONSIDÉRÉS	DÉRÈGLEMENTS		IMPACTS ÉCOTOXIQUES	
	CAUSES	CONSÉQUENCES	DIMENSIONS	PORTÉES
Premier	Pollution excessive (contaminants, agents pathogènes, conditions physico-chimiques altérées, etc.)	Disparition quasi-totale des composantes biotiques du milieu à l'exception d'espèces très tolérantes (certaines bactéries, par exemple)	Toxicité létale (aiguë à subaiguë)	Locale
Deuxième	Pollution sublétale causant un déséquilibre dans le milieu aquatique; ce type de pollution s'avère non bioaccumulable;	Déséquilibre de la diversité biologique et stress physiologique à court ou moyen terme	Toxicité sublétale (aiguë à subaiguë) résultant d'effets directs à court et moyen terme facilement mesurables	Régionale
Troisième	Toxicité insidieuse, parfois difficilement interprétable quant aux dangers réels qu'elle représente; elle n'est guère assimilable par le milieu récepteur et s'exerce par des mécanismes de bioaccumulation et/ou mutagénicité;	Réduction de la survie à long terme (taux de croissance et de reproduction des espèces), déstabilisation des structures et fonctions des écosystèmes aquatiques avec possibilité de récurrence d'effets létaux, induction de problèmes génotoxiques	Toxicité chronique résultant d'effets insidieux à long terme relativement difficiles à mesurer	Globale



Niveaux de Protection Environnementale

1– Toxicité Létale (Aiguë à Subaiguë)– Effet Direct

2– Toxicité Sublétale (Aiguë à Subaiguë)– Effet Direct

3–SL Toxicité Sublétale Chronique – Effet Insidieux

3–L Toxicité Létale Chronique – Effet Insidieux

Niveaux Trophiques

A – Transformateur

B – Producteur

C – Consommateur Primaire

D – Consommateur Secondaire

E – Consommateur Ultime

FIGURE I SPIRALE DE L'ECOTOXICITE .

TABLEAU 6

PROGRAMME DES ESSAIS BIOLOGIQUES EFFECTUÉS POUR MESURER L'ÉCOTOXICITÉ DU LIXIVIAT DES SÉDIMENTS TESTÉS

NIVEAUX DE PROTECTION ENVIRONNEMENTALE	ESSAIS BIOLOGIQUES CHOISIS	RÉFÉRENCES MÉTHODOLOGIQUES	AVANTAGES	CONTRAINTES
PREMIER (TOXICITÉ LÉTALE)	Des tests de létalité avec des poissons marins n'ayant pu être réalisés pour des motifs de coût et de logistique; on a opté pour des essais biologiques avec des moules Mytilus edulis : leur survie a été observée durant 15 jours;	Montage : Spotte, 1979 Moules de la myticulture Sambro près d'Halifax CL_{50}* : Stefan, 1977	Simplicité Représentativité Coût raisonnable	Sensibilité faible Longue durée "Reproductibilité" moyenne

* CL 50 : Concentration létale pour 50% des individus pendant une durée expérimentale précisée pour chaque test

TABLEAU 6

PROGRAMME ESSAIS BIOLOGIQUES EFFECTUÉS POUR

MESURER L'ÉCOTOXICITÉ DU LIXIVIAT DES SÉDIMENTS TESTÉS

(suite)

NIVEAUX DE PROTECTION ENVIRONNEMENTALE	ESSAIS BIOLOGIQUES CHOISIS	RÉFÉRENCES MÉTHODOLOGIQUES	AVANTAGES	CONTRAINTES
SECOND (TOXICITÉ SUBLÉTALE)				
a) Transformateur	Bioluminescence de Photobacterim phosphoreum (5 minutes à 15° C)	Beckman Instruments Inc., 1980 CI_{50}**: Stefan, 1977	Rapidité Simplicité "Reproductibilité" Coût faible	Représentativité discutable Sensibilité moyenne
b) Producteur	Croissance des diatomées marines Thalassiosira pseudonana (8 jours à 18° C)	Milieu d'Harrison et coll., 1980 Sabatini, 1982 Souche axénique des laboratoires Bigelow CI_{50}**: Stefan, 1977	Simplicité Sensibilité Représentativité	Longue durée Coût moyen à élevé "Reproductibilité" moyenne
c) Consommateur	Mobilité des larves (nauphii II ou III) des microcrustacés Artemia salina (24 heures à 25° C)	Leonhard, 1981 Van Haecke et Persoone, 1981 Souche de la compagnie Sanders CI_{50}**: Stefan, 1977	Rapidité Simplicité "Reproductibilité" Coût faible	Représentativité discutable Sensibilité moyenne

** CI 50 : Concentration inhibant à 50% un paramètre physiologique pendant une durée expérimentale précisée pour chaque test

TABLEAU 6

PROGRAMME DES ESSAIS BIOLOGIQUES EFFECTUÉS POUR

MESURER L'ÉCOTOXICITÉ DU LIXIVIAT DES SÉDIMENTS TESTÉS

(suite)

NIVEAUX DE PROTECTION ENVIRONNEMENTALE	ESSAIS BIOLOGIQUES CHOISIS	RÉFÉRENCES MÉTHODOLOGIQUES	AVANTAGES	CONTRAINTES
TROISIÈME (TOXICITÉ CHRONIQUE)				
a) Transformateur	Mutagénicité chez Salmonella typhimurium pour la dépendance à l'histidine (3 jours à 35° C)	Ames et coll., 1975 Environnement Canada, 1984 Souches de types TA-97 et TA-100	Rapidité Simplicité "Reproductibilité"	Représentativité discutable Coût moyen à élevé Sensibilité moyenne à élevée
b) Producteur	Incorporation de la toxicité dans les diatomées marines Thalassiosira Pseudonana par mesure directe (toxicité du lysat cellulaire avant et après exposition) et par mesure indirecte (toxicité du milieu avant et après exposition) (4 heures à 18° C)	Blaise et coll., 1982 1982 Environnement Canada, 1984 Souche axénique des laboratoires Bigelow	Rapidité Simplicité Sensibilité Représentativité	Coût moyen à élevé "Reproductibilité" moyenne

TABLEAU 6

PROGRAMME DES ESSAIS BIOLOGIQUES EFFECTUÉS POUR MESURER L'ÉCOTOXICITÉ DU LIXIVIAT DES SÉDIMENTS TESTÉS
(suite)

NIVEAUX DE PROTECTION ENVIRONNEMENTALE	ESSAIS BIOLOGIQUES CHOISIS	RÉFÉRENCES MÉTHODOLOGIQUES	AVANTAGES	CONTRAINTES
TROISIÈME (suite) c) Consommateur	Bioaccumulation de contaminants dans les tissus mous et durs des moules Mytilus edulis (7 jours à 10° C)	Montage : Spotte, 1979 Bioaccumulation : McGreer et coll., 1981 Moules de la myticulture Sambro près d'Halifax Analyses chimiques : voir paragraphe 3	Sensibilité Représentativité Simplicité relative	Longue durée Coût élevé "Reproductibilité" moyenne à faible

Les résultats obtenus avec les six essais biologiques effectués en vue d'une évaluation écotoxicologique intégrée du lixiviat des sédiments du port d'Halifax sont synthétisés au tableau 7.

L'examen des résultats écotoxiques indique que les eaux de lixiviation des sédiments portuaires d'Halifax :

i) n'exercaient aucune écotoxicité létale détectable à court et moyen terme;

ii) occasionnaient une écotoxicité sublétale très faible;

iii) avaient un potentiel d'écotoxicité chronique, qui se traduisait par une mutagénicité et par un début de bioaccumulation de métaux lourds.

La portée de ces résultats, bien qu'utile pour une étude de la pollution du port d'Halifax, doit être envisagée dans le contexte méthodologique du présent rapport, ce qui fait l'objet du paragraphe suivant.

6. DISCUSSION

D'une part, les sédiments analysés contenaient divers contaminants reconnus toxiques et plusieurs de ceux-ci se retrouvaient dans l'eau de lixiviation.

D'autre part, le lixiviat des sédiments s'avérait très peu écotoxique aux niveaux létal et sublétal tout en ayant un potentiel de toxicité chronique qu'on décela au moyen de tests de mutagénicité et d'essais biologiques de bioaccumulation de métaux lourds.

TABLEAU 7

ÉCOTOXICITÉ CONSTATÉE DU LIXIVIAT DES SÉDIMENTS TESTÉS

NIVEAUX DE PROTECTION ENVIRONNEMENTALE	ESSAIS BIOLOGIQUES EFFECTUÉS	RÉSULTATS ÉCOTOXIQUES		
		CI 50 *	AUTRES	UT **
PREMIER (TOXICITÉ LÉTALE)	Mytilus edulis : survie	100% : pas de mortalité	—	1
SECOND (TOXICITÉ SUBLÉTALE)				
a) Transformateur	Photobacterium phosphoreum : bioluminescence	100% : pas d'inhibition	—	1
b) Producteur	Thalassiosira pseudonana :			
	. croissance	stimulation		
	. croissance après décompte de la stimulation de croissance imputable aux NO_3^- et NH_4^+ des sédiments dans le lixiviat (voir tableau 4) ***	50%	—	2

* CI 50 : Concentration inhibant à 50% un paramètre physiologique pendant une durée précise

** UT : Unité toxique = 100% : CI 50

*** Le décompte à effectuer est déterminé à partir du calcul de la fertilité des ions nutritifs NO_3^-, NH_4^+ et PO_4^{-3} du milieu pour la croissance de cultures végétales unicellulaires (Couture et coll., 1982; Van Coillie et coll., 1983b)

TABLEAU 7

ÉCOTOXICITÉ CONSTATÉE DU LIXIVIAT DES SÉDIMENTS TESTÉS

(suite)

NIVEAUX DE PROTECTION ENVIRONNEMENTALE	ESSAIS BIOLOGIQUES EFFECTUÉS	RÉSULTATS ÉCOTOXIQUES		
		CI 50 *	AUTRES	UT **
SECOND (suite) c) Consommateur	Artemia salina : mobilité	100% : pas d'inhibition	—	1
TROISIÈME (TOXICITÉ CHRONIQUE) a) Transformateur	Salmonella typhimurium : mutagénicité	—	Concentration active minimale : 10%	10
b) Producteur	Thalassiosira pseudonana : incorporation de la toxicité ambiante (mesure directe et indirecte)	—	Facteur de bioaccumulation de la toxicité **** : 1	1

**** Facteur de bioaccumulation de la toxicité :

a) mesure directe : (UT du lysat cellulaire après exposition - UT du lysat cellulaire avant exposition) : UT du milieu avant exposition

b) mesure indirecte : (UT du milieu après exposition - UT du milieu avant exposition) : UT contrôle

(Blaise et coll., 1982; Van Coillie et coll., 1983a)

TABLEAU 7

ÉCOTOXICITÉ CONSTATÉE DU LIXIVIAT DES SÉDIMENTS TESTÉS

(suite)

NIVEAUX DE PROTECTION ENVIRONNEMENTALE	ESSAIS BIOLOGIQUES EFFECTUÉS	RÉSULTATS ÉCOTOXIQUES		
		CI 50 *	AUTRES	UT **
TROISIÈME (suite) c) Consommateur	Mytilus edulis : incorporation de métaux lourds et organochlorés	--	Facteurs de bioaccumulation des contaminants***** dans les : tissus mous / tissus durs Cd 7 / 1 Cr 1 / 1 Cu 1 / 30 Pb 18 / 1 Zn 10 / 1 BPC 1 DDT 1 HCB 1	

***** Facteur de bioaccumulation d'un contaminant :

[(Concentration du contaminant après exposition dans le tissu - concentration du contaminant avant exposition dans le tissu) - bioaccumulation éventuelle chez les témoins] : (Concentration du contaminant dans le milieu - concentration contrôle)
(MacLaren Marex, 1980: McGreer et coll., 1981)

Comment expliquer cette absence de toxicité aiguë et subaiguë du lixiviat de sédiments pourtant contaminés?

Quatre hypothèses peuvent être avancées.

i) Les sédiments choisis étaient-ils insuffisamment contaminés?

Ceci semble plausible lorsqu'on considère les deux données suivantes : létalité pour le poisson Fundulus heteroclitus après 1 jour en présence des sédiments du port de Baltimore, É-U. (Tsai et coll., 1979) et mortalité élevée de la crevette Crangon septemspinosa après 2 à 4 jours dans un lixiviat de sédiments d'Inlet Albertini, Colombie-Britannique (EVS, 1977). Il convient toutefois de mentionner ici que la recherche de méthodes pour tester la toxicité des sédiments marins ne doit pas être restreinte à ceux qui sont extrêmement contaminés, mais doit plutôt s'appliquer à une large gamme de sédiments.

ii) La texture essentiellement limoneuse des sédiments testés et leur matière organique (voir tableau 3) favorisaient-elles une rétention de leurs contaminants?

On peut le penser, car c'est un phénomène connu (Levings, 1983). Il faut cependant tenir compte de ce facteur dans la recherche méthodologique d'essais biologiques de toxicité applicables à divers types de sédiments, d'autant plus que les zones portuaires sujettes aux dragages renferment souvent des sédiments argilo-limoneux organiques.

iii) La lixiviation faite était-elle trop peu agressive pour libérer les contaminants des sédiments en concentrations suffisamment toxiques?

C'est possible. Toutefois, amplifier le procédé de lixiviation en augmentant la durée ou la proportion de sédiments par rapport à l'eau ne semble pas devoir donner un meilleur rendement. En effet, selon Côté et Constable (1982), l'équilibre des contaminants entre les sédiments et le lixiviat est atteint après quelques heures et des rapports sédiments-eau voisins de 1:4 favorisent une stratification. Certes, en adoptant des pH acides ou basiques, la libération des contaminants associés aux sédiments marins est activée comme dans le cas des élutriations (Levings, 1983), mais ceci se révèle non représentatif pour des essais biologiques de toxicité et pour des conditions marines.

iv) Les essais biologiques effectués pour déceler la toxicité létale et sublétale s'avéraient-ils insuffisamment sensibles et/ou trop courts?

Cette hypothèse apparaît vraisemblable à postiori, mais rappelons que l'objectif de la présente étude était une recherche de méthodes simples et rapides pour tester la toxicité de sédiments marins à draguer. Certes, il existe divers essais biologiques sensibles pour déceler la toxicité, mais ils se révèlent généralement coûteux et/ou longs, comme l'illustrent les exemples suivants : consommation d'oxygène (O'Connor et coll., 1977), évitement (Wildish et coll., 1977), bioaccumulation de contaminants durant 1 à 6 mois chez des vers annélides Nereis virens ou des palourdes Macoma balthica (Elder et coll., 1979; McLeese et coll., 1980; McGreer et coll., 1981, 1983 et 1984). De plus en plus, on vise plutôt à obtenir des essais biologiques non seulement sensibles, mais aussi relativement courts et économiques pour préciser l'écotoxicité des sédiments marins.

C'est dans cette tendance que se situent certaines études actuelles dont celle de Chapman (1984), préconisant des tests de toxicité létale de 10 jours avec l'amphipode Rhepoxinus abronius et des inhibitions de croissance des larves d'huitres pendant 48 heures, ainsi que la nôtre proposant des tests de 3 à 7 jours pour déceler le potentiel de toxicité chronique.

7. REMARQUES

Afin de ne point alourdir l'exposé, nous avons préféré rassembler ici certaines données complémentaires.

i) Approche par diffusion

Tel qu'annoncé (voir paragraphe 2), cette approche a été expérimentée avec des suspensions sédiments-eau 1:4 à 1:20. Elle s'est cependant révélée peu efficace. En effet, après 8 jours de diffusion des sédiments du port d'Halifax en circuit fermé, on ne décela qu'une toxicité marginale (1,6 unité toxique) de ceux-ci (proportion 1:4) vis-à-vis des diatomées Thalassiosira pseudonana.

ii) Sédiments-témoins

Les analyses chimiques, la lixiviation, la diffusion et les essais biologiques ont été faits non seulement avec des fonds du port d'Halifax, mais aussi avec des sédiments marins pris en août 1983 dans un lieu non sujet à des pollutions dues à des contaminants, soit Baie des Sables (Québec). Ces sédiments-témoins étaient surtout sablonneux (60% de sable moyen et grossier $< 0,25$ µm et 35% de sable fin

de 0,06 à 0,25 µm) et ne renfermaient aucune concentration anormale de contaminants; leur lixiviat et leur diffusion n'occasionnaient aucune toxicité.

iii) Autres sédiments analysés

Des échantillons de sédiment furent également pris en août 1983 aux ports de Sydney (Nouvelle-Écosse) et de Baie-Comeau (Québec). Au premier lieu, ils ont été pris à un point situé à équidistance entre la "Pointe Battery" et l'extrémité sud de la jetée portuaire tandis qu'au second site, ils ont été prélevés de façon aléatoire et ensuite mélangés. Les sédiments du port de Sydney, de nature majoritairement limono-argileuse (77%), étaient tous contaminés par des métaux lourds (respectivement 6, 138, 199, 465 et 524 mg/kg en Cd, Cr, Cu, Zn et Pb), des cyanures (79 mg/kg) et des huiles (850 mg/kg). Par contre, les sédiments portuaires de Baie-Comeau, de texture essentiellement sablonneuse (95%) se révélaient moins contaminés (90 mg/kg pour les huiles et 1,8 mg/kg pour les BPC). On n'a pas pu, toutefois, compléter l'évaluation écotoxicologique de ces deux sédiments au moyen du programme d'essais biologiques après leur lixiviation ou diffusion.

iv) Bioaccumulation de toxicité versus bioaccumulation de contaminants

La première s'est avérée négative, alors que la seconde a montré qu'il y avait incorporation de métaux lourds à partir du lixiviat des sédiments du port d'Halifax (voir tableau 7). Ceci s'explique de la façon suivante : la première a été testée avec des diatomées (Thalassiosira pseudonana) après 4 heures d'exposition, laquelle durée ne

se révèle guère suffisante pour une bioaccumulation de métaux lours dans les algues et, par extension, dans les diatomées, mais permettrait par contre une incorporation de contaminants organiques (Van Coillie et coll., 1983a et 1984) pour autant que ceux-ci soient présents en quantités élevées dans le milieu, ce qui n'est pas le cas pour le lixiviat considéré. Par ailleurs, la seconde bioaccumulation a eu lieu durant 7 jours dans des moules Mytilus edulis. Cette période a seulement permis de détecter le début du phénomène (facteurs de bioaccumulation 30); des études antérieures ont en effet montré que ce dernier, bien que présent après 7 jours, ne se stabilise de façon manifeste (facteurs de bioaccumulation 100) qu'après des durées plus longues (1 à 6 mois) chez les moules et les palourdes (EPS, 1980; McGreer et coll., 1981 et 1983).

v) Test de biodégradabilité

Afin de vérifier si la toxicité pouvait être masquée par de la matière organique et si elle était susceptible de se manifester ultérieurement lors d'une biodégradation de cette matière organique dans le lixiviat des sédiments du port d'Halifax, un test de biodégradabilité de ce lixiviat a été effectué. Il a duré 7 jours en conditions aérobies, selon une technique mise au point antérieurement (Van Coillie et coll., 1983a et 1984). Après ce test, la toxicité vis-à-vis de Photobacterium phosphoreum restait nulle et la DCO (demande chimique en oxygène) demeurait élevée (environ 1000 mg O_2/l). Ceci indique que la matière organique s'avérait peu biodégradable dans le lixiviat et que la toxicité de celui-ci n'était pas amplifiée par une biodégradation.

8. CONCLUSION

Notre étude montre que le choix d'essais biologiques simples et rapides pour tester l'écotoxicité de sédiments marins à draguer pour l'eau où ils seront rejetés doit tenir compte de la biodisponibilité réduite de leurs contaminants.

Toutefois, après lixiviation, leur potentiel d'écotoxicité chronique est décelable au moyen d'essais biologiques relativement simples et rapides, tels que des tests de mutagénicité ou de débuts de bioaccumulation durant 8 jours.

9. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

AMES, B.N., McCANN, C. and YAMASKI, E., 1975.
"Methods for Detecting Carcinogens and Mutagens with the Salmonella - Mammalian Microsome Mutagenicity Test".
Mut. Res., 31 : 347-364.

APHA (American Public Health Association), AWWA (American Water Works Association) and WPCF (Water Pollution Control Federation), 1980.
"Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water" (15th edition).
APHA, Washington : 1194 pp.

BECKMAN INSTRUMENTS INC., 1980.
"Operating Instructions of Microtox T.M. : Toxicity Analyser System, Model 2055".
Beckman Instruments Inc., Carlsbad, California, Manual 110679 : 36 pp.

BEST (Bureau d'Étude sur les Substances Toxiques), 1979.
"Les méthodes d'analyse du mercure".
Environnement Québec, BEST, Québec : 204 p.

BEST (Bureau d'Étude sur les Substances Toxiques), 1980.
"Les méthodes d'analyse des pesticides organochlorés et des biphényles polychlorés".
Environnement Québec, BEST, Québec : 189 p.

BEST (Bureau d'Étude sur les Substances Toxiques), 1981.
"Les méthodes d'analyse de cadmium, chrome, cobalt, cuivre, fer, manganèse, mickel, plomb et zinc".
Environnement Québec, BEST, Québec : 219 p.

BLAISE, C., SKA, B., SABATINI, G., BERMINGHAM, N. et LEGAULT, R., 1982.
"Potentiel de bioaccumulation de substances toxiques d'eaux résiduaires industrielles à l'aide d'un bioessai utilisant des algues et des bactéries".
Dans : Les tests de toxicité en milieu aquatique. Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale, Paris, 106 : 155-165.

CHAPMAN, P.M. 1984.
"Sediment Bioassays Tests Provide Toxicity Data Necessary for Assessment and Regulation", 11th Annual Aquatic Toxicity Workshop, November 13-15, 1984, Vancouver.
Environment Canada, Environmental Protection Service, Pacific Region, Vancouver, B.C. (in press).

CÔTÉ, P. and CONSTABLE, T.W., 1982.
"Evaluation of Experimental Conditions in Batch Leaching Procedures".
Resources and Conservation, 9 : 59-73.

COUTURE, P., VAN COILLIE, R., CAMPBELL, P.G.C. et THELLEN, C., 1982.
"Le phytoplancton, un réactif biologique sensible pour détecter rapidement la présence de toxiques".
Dans : Les tests de toxicité en milieu aquatique. Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale, Paris, 106 : 255-272.

ELDER, D.L., FOWLER, S.W. and POLIKARPOV, G.G., 1979.
"Remobilization of Sediment - Associated PCB's by the Worm Nereis diversicolor".
Bull. Environ. Contam. Toxicol., 21 : 448-452.

ENVIRONMENT CANADA, 1975.
"Ocean Dumping Control Act Regulations".
Environment Canada, Ottawa : 27 pp.

ENVIRONMENT CANADA, 1984.
"Microtitre Fluctuation Test".
Environment Canada, Environmental Protection Service, Quebec Region, Montreal (in press).

EPA (Environmental Protection Agency), 1979.
"Methods for Chemical Analysis of Water and Wastes".
US EPA, Cincinnati.

EPS (Environmental Protection Service), 1976.
"Memo Concerning Elutriate Test Results from Sediments Obtained at False Heeks, Vancouver Harbor".
Environment Canada, EPS, Pacific Region, Vancouver : 8 pp.

EPS (Environmental Protection Service), 1980.
"Memo on Bioaccumulation Experiments with Halifax Harbour Sediments".
Environment Canada, EPS, Atlantic Region, Halifax : memo 4442-6.

EVS CONSULTANTS LTD., 1977.
"Study of the Toxicity of Leachate from Dredge Spoils Containing Waste Wood".
EVS Consultants Ltd., Vancouver; 48 pp. & appendices.

HARRISON, P.J., WATERS, R.E. and TYLOR, F.J.R., 1980.
"A Brood Spectrum Artificial Medium for Coastal and Open Ocean Phytoplankton".
J. Fish. Res. Bd. Can., 31 : 28-35.

LEONHARD, S.L., 1981.
"Artemia sp.".
In : Manual for the Culture of Selected Freshwater Invertebrates. Lawrence, S.G., editor. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci, 54 : 51-60.

LEVINGS, R.D., 1983.
"Les conséquences écologiques du dragage et de l'élimination des résidus du dragage dans les eaux canadiennes".
Conseil National de Recherches du Canada, Ottawa, Rapport n° 18131 : 150 p.

MacLAREN MAREX INC., 1980.
"Report on New Brunswick Harbours Cadmium Study".
Public Works Canada, St. John, N.B. : 26 pp.

McGREER, E.R., 1979.
"Studies of the Bivalve Macoma balthica (L.) on a Mudflat Receiving Sewage Effluent and on an Unpolluted Mudflat, Fraser River Estuary, B.C.".
M. Sc. Thesis, University of British Columbia, Vancouver, 98 pp.

McGREER, E.R., REID, B.J. and NELSON, H., 1981.
"Mobilisation, Bioaccumulation and Sublethal Effects of Contaminants from Marine Sediment".
Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci., 990 : 134-151.

McGREER, E.R. and REID, B.D., 1983.
"Study of the Rate of Uptake and Bioaccumulation of Contaminants from Marine Sediments for Ocean Dumping".
Environment Canada, Environmental Protection Service, Pacific Region, Vancouver : 29 pp.

McGREER, E.R., DEVERALL, R., MUNDAY, D.R. and GERENCHER, E., 1984.
"Development and Evaluation of a Bioassey Protocol for Predicting the Bioaccumulation Potential of Sediment-associated Contaminants".
Environment Canada, Environmental Protection Service, Pacific Region, Vancouver : 57 pp. & appendix.

McLEESE, D.W. and METCALFE, C.D., 1980.
"Toxicities of Eight Organochlorine Compounds in Sediments to Grangon septemspinosa".
Bull. Environ. Contam. Toxicol., 25 : 921-928.

McLEESE, D.W., METCALFE, C.D. and PEZZACK, D.S., 1980.
"Uptake of PCB's from Sediment by Nereis virens and Crangon septemspinosa".
Arch. Environ. Contam. Toxicol., 9 : 507-518.

McNEELY, R.N., NEIMANIS, V.P. et DWYER, L., 1980.
"Références sur la qualité des eaux : Guide des paramètres de la qualité des eaux".
Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures, Ottawa : 100 p.

MURAKAMI, K. and TAKEISHI, K., 1977.
"Behaviour of Heavy Metals in Dredging and Treating of Bottom Deposits".
In : Management of Bottom Sediments Containing Toxic Substances. Peterson, S.A. and Randolph, K.K., editors.
U.S. Environmental Protection Agency, Washington, Report 600-3-77-083 : 107-126.

O'CONNOR, J.M., NEUMANN, D.A. and SHEAK, J.A., 1977.
"Sublethal Effects of Suspended Sediments on Estuarine Fish".
U.S. Army Corps of Engineers, Tech. Rep. No. 77-3 : 82 pp.

PEDDICORD, R.K. and McFARLAND, V.A., 1978.
"Effects of Suspended Dredged Material on Aquatic Animals".
U.S. Corps of Engineers, Misc. Papers D78-79 : 102 pp. & appendices.

ROCHON, R., 1984.
"Problématique des activités du dragage".
Environnement Canada, Service de la Protection de l'Environnement, Région du Québec, Montréal : 122 p.

SABATINI, G., 1982.
"The Synergistic Effects of Salinity and Heavy Metals Effluent on the Growth of the Marine Diatom Thalassiosira pseudonana".
M.Sc. Thesis, McGill University, Montreal : 55 pp.

SMITH, D.W., 1978.
"Investigations of Dredge Spoil Disposal at Bangor, Washington".
In : Research in Fisheries, Annual Report of College Fisheries, University of Washington, Seattle : Contribution No. 480.

SPOTTE, S., 1979.
"Fish and Invertebrate Culture : Water Management in Closed Systems".
Wiley Interscience Publication, New York : 179 pp.

STEFAN, C.E., 1977.
"Methods for Calculating a LC50".
In : Aquatic Toxicity and Hazard Evaluation.
Mayer, F.L. and Hamelink, D.L., editors.
American Society for Testing and Materials, Philadelphia : 65-84.

THELLEN, C., ROY, Y. et BOUTIN, R., 1984.
"Considérations méthodologiques pour la caractérisation écotoxicologique de sédiments de dragage en milieu marin".
Environnement Canada, Service de la Protection de l'Environnement, Région du Québec, Montréal : 42 p. et 8 annexes.

TSAI, C.F., WELCH, J., CHANG, K.Y., SHAEFFER, J. and CRONIN, L.E., 1979.
"Bioassay of Baltimore Harbor Sediments".
Estuaries, 2 : 141-153.

U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS, 1976.
"Ecological Evaluation of Proposed Discharge of Dredged or Fill Material into Navigable Waters".
U.S. Army Corps of Engineers, Misc. Papers D76-17 : 33 pp. & appendices.

VAN COILLIE, R., BLAISE, C., COUTURE, P. et DENIZEAU, F., 1983a.
"Caractérisation écotoxicologique des eaux provenant de quatre dépotoirs d'enfouissement".
Environnement Canada, Service de la Protection de l'Environnement, Région du Québec : 103 p. et 8 annexes.

VAN COILLIE, R., COUTURE, P. et VISSER, S., 1983b.
"The Use of Algae in Aquatic Ecotoxicology".
In : Advances in Environmental Science : Aquatic Ecotoxicology.
John Wiley and Sons, New York : 487-502.

VAN COILLIE, R., BERMINGHAM, N. et BLAISE, C., 1984.
"Approche intégrée suggérée pour l'évaluation de l'écotoxicité en milieu aquatique".
Dans : Comptes rendus du colloque sur les évaluations des dangers environnementaux, Montréal. Environnement Canada, Service de la Protection de l'Environnement, Région du Québec, Montréal (sous presse).

VAN HAECKE, P. and PERSOONE, G., 1981.
"Report on an Intercalibration Exercise on a Short-term Standard Toxicity Test with Artemia nauplii (ARC test)".
In : Les tests de toxicité en milieu aquatique.
Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale, Paris, 106 : 359-376.

WALTON, A., 1980.
"Méthodes d'échantillonnage et d'analyse des sédiments marins et des matières draguées".
Pêches et Océans Canada, Service de l'immersion des déchets en mer : 77 p.

WILDISH, W.J., WILSON, A.J. and AGAKI, H., 1977.
"Avoidance by Herring of Suspended Sediment from Dredge Spoil Dumping".
Fisheries Improvement Committee, C.M. 1977/E, 11 : 6 pp.

WTC (Wastewater Technology Center), 1981.
"A Proposed Procedure for the Development of a Canadian Data Base on Waste Leachability".
Environment Canada, Environmental Protection Service, Ottawa : 24 pp.